

II-332 - EFEITO DO TEMPO DE ESTOCAGEM DO RESÍDUO ALIMENTAR NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA COM LODO DE ESGOTO

Natália Carolina da Silveira

Química Industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto. Mestre em Engenharia de Biocombustíveis e Petroquímica pela Escola de Química (UFRJ). Doutoranda em Engenharia Hidráulica e Saneamento na EESC/USP.

Claudinei de Souza Guimarães

Engenheiro Químico pela Escola de Química (EQ/UFRJ). D.Sc. em Química pelo Instituto de Química (IQ/UFRJ). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Bioquímica da Escola de Química/UFRJ.

Magali Christe Cammarota

Engenheira Química pela Escola de Química (EQ/UFRJ). D.Sc. em Bioquímica pelo Instituto de Química (IQ/UFRJ). Professor Associado do Departamento de Engenharia Bioquímica, Escola de Química/UFRJ.

Endereço: Av. Athos da Silveira Ramos, 149, Centro de Tecnologia, Escola de Química, Bloco E, Sala 203 - Cidade Universitária - Rio de Janeiro - RJ - CEP: 21941-909 - Brasil - Tel: +55 (21) 3938-7568 - e-mail: christe@eq.ufrj.br

RESUMO

O tratamento e destinação final do lodo gerado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) representam um problema para os órgãos competentes. Além disto, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, Lei 12.305) estabelece uma distinção entre resíduos (lixo reciclável) e rejeitos (lixo não passível de reaproveitamento) e determina as diretrizes para uma gestão integrada dos resíduos sólidos, tornando importante o desenvolvimento de alternativas tecnológicas que viabilizem o aproveitamento racional da matéria orgânica, seja ela proveniente da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) ou de lodos de esgoto. A codigestão anaeróbia de lodo de esgoto (coletado no decantador secundário de uma ETE) e fração orgânica dos resíduos sólidos gerados no restaurante universitário do Centro de Tecnologia da UFRJ foi avaliada, a fim de induzir uma maior produção de metano nos biodigestores de lodo e contribuir para a sustentabilidade das ETE. A influência do período de armazenamento do resíduo alimentar sobre a digestão da mistura foi avaliada em experimentos conduzidos em frascos penicilina de 100 mL incubados a 30°C por 63 dias. Para tanto foi utilizado o resíduo armazenado sob refrigeração por um ano e um novo resíduo na codigestão anaeróbia de misturas contendo 90% (v/v) de lodo e 10% resíduo. A inclusão de 10% de resíduo alimentar na mistura com lodo favoreceu a produção de metano, verificando-se valores maiores da produção específica de metano – PEM (485 mL CH₄/g STV removidos, em média) quando comparados com a condição controle, contendo somente lodo (215 mL CH₄/g STV removidos). Um período maior entre a coleta e o emprego do resíduo na mistura favoreceu a atividade metanogênica e o controle de pH, verificando-se valores finais na mistura com resíduo novo de 75,6% de metano e pH 6,0, enquanto na mistura com resíduo antigo obteve-se 83,4% de metano e pH 7,8.

PALAVRAS-CHAVE: Codigestão, lodo de esgoto, fração orgânica, resíduos sólidos, biogás.

INTRODUÇÃO

Nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), processos físico-químicos e biológicos geram os denominados lodos primários e secundários. Nos sistemas de lodo ativado, o processo biológico mais utilizado nas ETE, ocorre uma produção de lodo secundário de 50 g/hab.dia (METCALF & EDDY, 2003). Em um país de cerca de 200 milhões de habitantes, como o Brasil, o potencial de geração de lodo é avaliado em quase 4 milhões t/ano. A esta elevada quantidade, somam-se impactos ambientais e sociais devido à propagação de patógenos, lixiviação de micropoluentes e geração de gases de efeito estufa (ANDREOLI et al., 2007), comprovando a necessidade de tratamento destes resíduos.

O debate sobre o gerenciamento de lodo tem ganhado muita atenção face ao crescente aumento da produção deste resíduo e aos critérios legislativos de disposição final cada vez mais rigorosos (DE LA RUBIA, 2013). De acordo com o Panorama de Resíduos Sólidos Urbanos de 2015, a população brasileira apresentou um

crescimento de 0,8% entre 2014 e 2015 e a geração per capita de resíduos sólidos urbanos (RSU) cresceu no mesmo ritmo. A geração de RSU no país atingiu o equivalente a 218.874 t/dia, um crescimento de 1,7% em relação ao ano anterior. Destes, apenas 58,7% possuem destinação adequada em aterros sanitários.

Em 2010 foi criada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que é contemplada pela Lei nº12.305/2010 que, de forma genérica, compreende “o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotadas pelo Governo Federal” (BRASIL, 2010) no âmbito da gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, seja isoladamente ou em conjunto. A PNRS determina que os resíduos sólidos devem ser tratados e recuperados por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, antes de sua disposição final. São exemplos de tratamentos passíveis de serem aplicados no país a compostagem, a recuperação energética, a reciclagem e a disposição em aterros sanitários. De maneira bastante sintética, pode-se afirmar que a PNRS tem como objetivos a eficiência nos serviços e o estabelecimento de um sistema de gestão integrada de resíduos sólidos, voltada para seu aproveitamento como recurso. Diante disso, torna-se imprescindível o desenvolvimento de alternativas tecnológicas que viabilizem o aproveitamento racional da matéria orgânica, seja ela proveniente da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) ou de lodos de esgoto, de forma a minimizar os impactos ambientais e de saúde pública causados por esses materiais, garantindo a melhoria da qualidade de vida da população.

As duas principais formas de tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos adotadas no Brasil consistem no tratamento aeróbio dos resíduos (compostagem) e o tratamento anaeróbio. Como alternativa para a mitigação da problemática envolvida na produção de lodos de ETE, a digestão anaeróbia também se apresenta como o mais antigo e importante processo para a estabilização do lodo primário e do lodo biológico antes da sua disposição final. Além da redução do volume do lodo, através da estabilização biológica, os processos de digestão anaeróbia apresentam o potencial de produção e recuperação de metano, o qual pode ser usado como fonte de energia. Digestores anaeróbios de lodo produzem 0,8 m³ biogás/kg sólidos voláteis destruídos e um biogás contendo 70% de metano apresenta um poder calorífico de 23.380 kJ/m³ (ANDREOLI et al., 2007).

Diante da estabilidade do processo e dos baixos requisitos energéticos, a digestão anaeróbia em temperatura mesofílica tem sido empregada adequadamente na melhoria do gerenciamento do lodo de ETE, especialmente em reatores em escala real (BOLZONELLA et al., 2005). Entretanto, no intuito de aumentar a concentração de metano no biogás, permitindo seu uso como insumo energético sem prejuízo da estabilização do lodo, há alguns anos vem sendo estudada a codigestão de lodo de esgoto com outros resíduos orgânicos (BOLZONELLA et al., 2006; ERIKSSON et al., 2016; PADMAVATHI et al., 2016). A codigestão de lodo de esgoto com a fração orgânica de resíduos sólidos municipais é a mais estudada. Dentre as vantagens da codigestão anaeróbia pode-se citar a diluição de substâncias tóxicas presentes nos resíduos, maior produção de biogás e o equilíbrio de nutrientes durante o processo (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

Existe, porém, uma série de fatores que podem influenciar o comportamento degradativo da fração orgânica dos resíduos e, conseqüentemente, as concentrações dos gases gerados, de forma a contribuir com a aceleração ou o retardamento do processo. Assim, a compreensão dos fatores ambientais, físico-químicos e microbiológicos é de fundamental importância, pois possibilita a correção de interferências negativas, de modo a potencializar a produção de biogás e elevar as concentrações de metano, aumentando assim o potencial energético do gás produzido. Uma maneira eficiente de entender o processo de biodegradação dos resíduos e os diversos fatores que nele influenciam é por meio do uso de biorreatores em pequena escala, pois podem ser facilmente manipulados, propiciando a criação de um ambiente adequado para o bom desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica.

Assim, neste trabalho, a codigestão anaeróbia de lodo de esgoto e fração orgânica de resíduos sólidos de restaurante é estudada em frascos penicilina de 100 mL, a fim de induzir uma maior produção de metano durante a estabilização do lodo na ETE e permitir a auto-sustentabilidade da mesma em termos de energia. O objetivo principal foi comparar, em escala de bancada, a mistura de lodo de esgoto com resíduo alimentar recém-preparado e após estocagem sob refrigeração por um período de um ano.

MATERIAIS E MÉTODOS

Coleta e caracterização de lodo e resíduo alimentar

O lodo secundário empregado no estudo foi coletado na linha de reciclo do decantador secundário para o tanque de aeração do sistema de lodos ativados de uma ETE. Após tomada da alíquota para uma caracterização simples (pH, umidade e série de sólidos), o lodo foi armazenado sob refrigeração (4°C) até o momento de uso.

A fração orgânica do resíduo gerado no restaurante universitário da Universidade foi coletada após o período de refeição. A sobra removida dos pratos e utensílios foi submetida a uma triagem, para separação da fração orgânica, e homogeneizada por meio de quarteamento, conforme recomendado na norma brasileira (ABNT, 2004). Em seguida, o material homogeneizado foi triturado com água destilada na proporção de 1:10 (v/v), sendo parte do material triturado (denominado resíduo alimentar) armazenado sob refrigeração (4°C) até o momento de uso e parte preservado em freezer (-20°C). Alíquotas foram retiradas para caracterização do resíduo em termos de umidade, pH, sólidos totais (fixos e voláteis), de acordo com procedimentos padrão (APHA., 2012). Gorduras, proteínas, e carboidratos foram determinados pelos métodos de extração em Soxhlet com hexano (APHA, 2012), Lowry et al. (1951) e Dubois et al. (1956), respectivamente.

Um esquema do preparo do resíduo alimentar é apresentado na Figura 1 e a Figura 2 apresenta as fotos da amostra coletada e após trituração (resíduo alimentar). Na Tabela 1 é apresentada a caracterização dos resíduos.

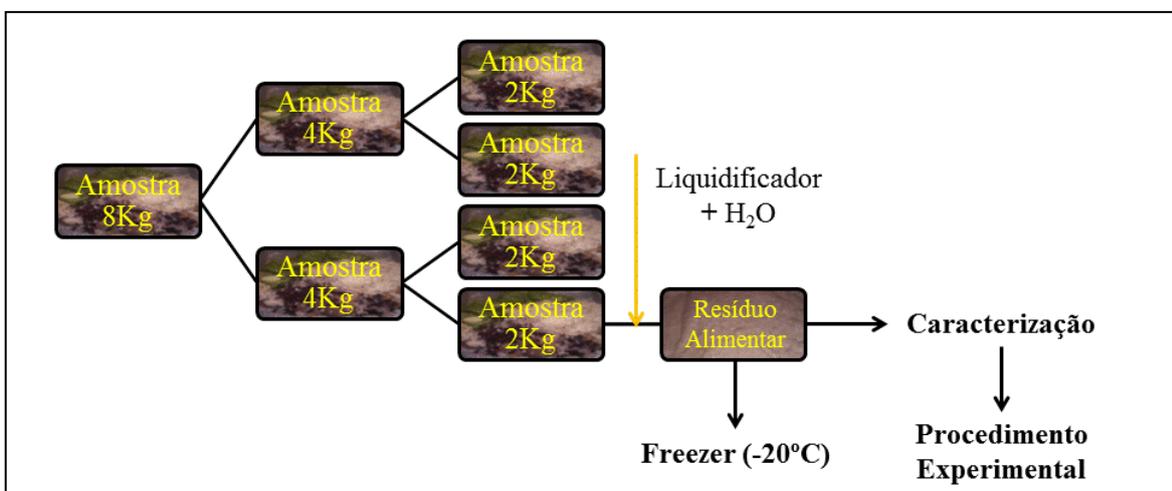


Figura 1: Fluxograma do processamento da amostra até sua caracterização.



Figura 2: Fotos da amostra coletada, antes do quarteamento e do resíduo alimentar após processamento.

Tabela 1: Caracterização do lodo de esgoto e resíduo alimentar.

Parâmetro	Lodo	Resíduo Alimentar
Umidade (%)	97,3 ±0,2	81,2±7,1
pH	6,8 ±0,4	5,3±0,2
STF (mg/g)	11,5±1,1	16,7±4,6
STV (mg/g)	17,5±2,1	194,0±53,1
Carboidratos (mg/g)	--	23,9±3,7
Proteínas (mg/g)	--	26,9±4,5
Gordura (mg/g)	--	46,0±17,4

Média e desvio-padrão de 4 amostras, mg/g massa úmida.

Ensaio de codigestão de lodo e resíduo alimentar

Os ensaios de codigestão anaeróbia foram conduzidos em frascos tipo penicilina de 100 mL com lodo de esgoto ou misturas de lodo de esgoto e resíduo alimentar (% v/v lodo: resíduo de 100:0 e 90:10. O pH do lodo e misturas foi ajustado com NaHCO₃ para valores em torno de 7,4, uma alíquota foi retirada para as análises iniciais e 50 mL transferidos para os frascos, que foram lacrados com batoques de borracha e lacres de alumínio e, em seguida, incubados a 30 ± 2°C até estabilização da produção de biogás, cujo volume foi medido pelo deslocamento do êmbolo de seringas plásticas de 60 mL conectadas aos selos de borracha.

Atingida a estabilização do volume de biogás, o gás presente nas seringas era transferido para ampolas gasométricas e submetido à análise de cromatografia em fase gasosa (cromatógrafo Varian Micro GC 4900, coluna PPQ 10m x 0.32mm, temperatura da coluna 50°C, detector de condutividade térmica a 250°C, temperatura do injetor 80°C e hélio como gás de arraste) para quantificação do percentual de metano. Além da produção de biogás ao longo do período de incubação, foram realizadas análises de pH e sólidos totais (voláteis e fixos) no início e ao final do ensaio (APHA, 2012).

Duas amostras de resíduo alimentar foram avaliadas: uma recém-preparada e outra armazenada em freezer (-20°C) pelo período de 1 ano. Cada proporção (lodo e mistura lodo e resíduo) foi incubada em 64 frascos, sendo sacrificados três frascos penicilina de cada condição a cada 7 dias para análises de pH, sólidos totais, nitrogênio amoniacal, fosfato e percentual de metano no biogás. A determinação de nitrogênio amoniacal foi realizada com eletrodo íon seletivo (pH/íon analyzer 350, CORNING) e a de fosfato pelo método molibdato-vanadato, ambos de acordo com métodos padrão (APHA, 2012).

RESULTADOS

Na Figura 3 são apresentados resultados da digestão anaeróbia de lodo de esgoto e misturas de lodo e 10% (v/v) de resíduo alimentar armazenado sob refrigeração por um ano ou resíduo recém-preparado. Apesar dos resíduos empregados serem provenientes de coletas diferentes, estes apresentavam concentrações similares de SVT, proteínas, carboidratos e óleos e graxas. Assim, as diferenças observadas com os dois resíduos se devem a modificações ocorridas durante o tempo de armazenamento, efeito que se desejava observar na execução deste experimento.

O pH inicial foi corrigido para valores entre 7,3 e 7,4 com a adição de NaHCO₃. Nos primeiros 14 dias de digestão, houve uma redução mais acentuada nos ensaios com resíduo alimentar (Figura 3A). Nas amostras com lodo puro, a variação foi de 7,4 a 6,2, enquanto nas amostras com 10% de resíduo alimentar, esta variação foi de 7,3 a 5,5 (resíduo estocado) e de 7,3 a 5,3 (resíduo recém preparado). Fato este relacionado com uma fração orgânica do resíduo alimentar facilmente assimilável pelas bactérias anaeróbias ativas no lodo e no próprio resíduo, que pode levar a uma rápida produção de ácidos graxos voláteis. Enquanto no ensaio com lodo puro o pH se recuperou a partir do 14º dia, nos ensaios com resíduo alimentar a recuperação aconteceu somente a partir do 28º (resíduo estocado) e 56º dias (resíduo recém preparado).

Nos primeiros 7 dias verificou-se uma queda na concentração de N-amoniacal nas misturas com resíduo alimentar, provavelmente devido à adsorção dos nutrientes solubilizados pelo lodo adicionado (Figura 3B). Do 14º dia em diante, as concentrações de N amoniacal aumentam quase linearmente devido à solubilização de compostos orgânicos nitrogenados, liberando N amoniacal na fase líquida do reator. Leite et al. (2001) explicam que a redução das concentrações de NKT na fração sólida de uma mistura de resíduo orgânico e

lodo, no início do processo, se deve à solubilização de grande parte dos nutrientes no interior do reator. Esta solubilização fez com que as concentrações de N amoniacal no lixiviado do reator aumentassem, o que também foi verificado no presente estudo. Na mistura de lodo e resíduo estocado o aumento ocorre a uma velocidade maior (9,3 mg N-NH₄⁺/L.d) que na mistura com resíduo recém-preparado (3,8 mg N-NH₄⁺/L.d) e com lodo puro (6,3 mg N- NH₄⁺/L.d), provavelmente devido a uma maior degradação do material orgânico nitrogenado durante o período de estocagem, o que facilitaria sua solubilização durante a digestão.

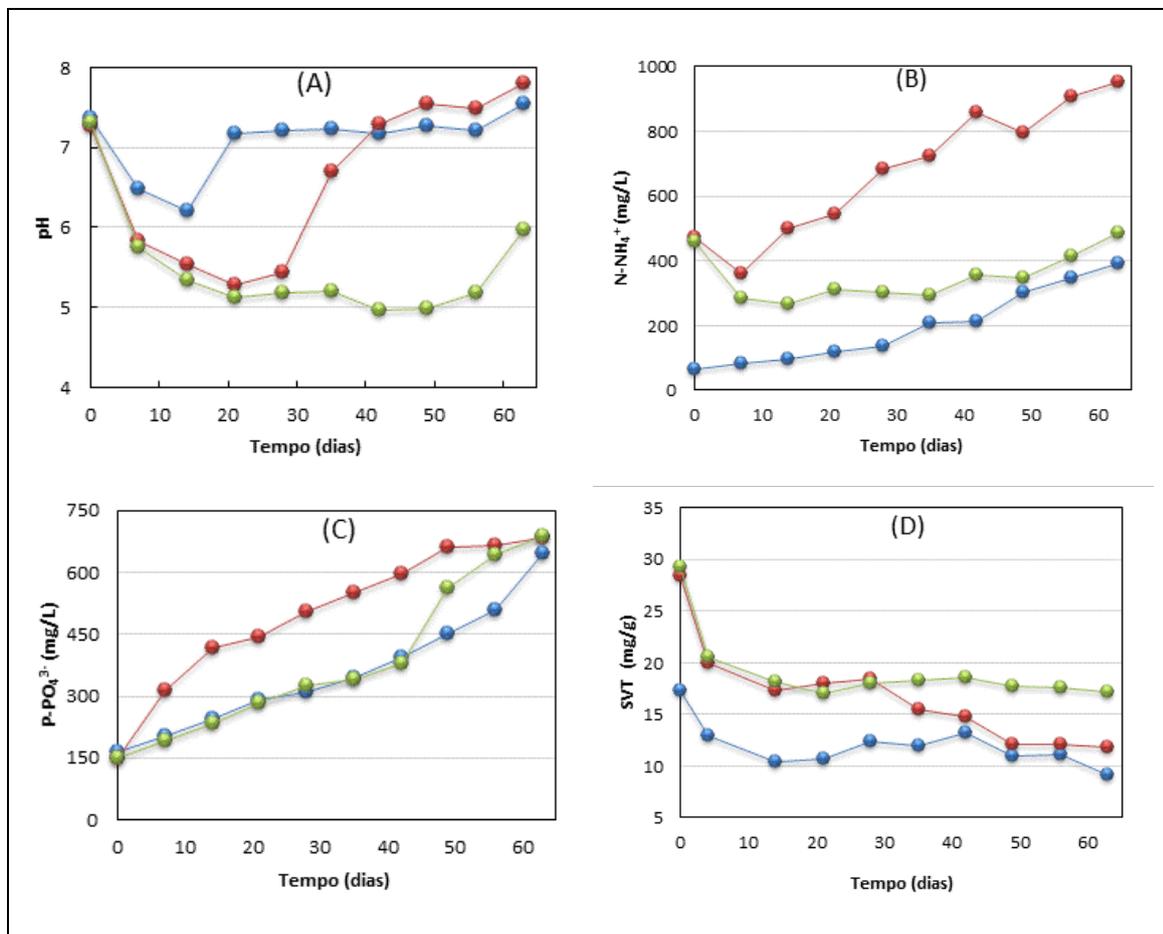


Figura 3: Parâmetros avaliados durante a digestão de lodo de esgoto (●), mistura de lodo e 10% resíduo alimentar recém-preparado (●) e mistura de lodo e 10% resíduo alimentar estocado (●).

A concentração de fosfato no meio reacional apresentou o aumento esperado durante a codigestão, devido a compostos orgânicos fosforados que sofrem hidrólise e liberam fosfatos no meio reacional, como pode ser observado na Figura 3C. A liberação de fosfato no meio também se deu de forma quase linear e a uma velocidade maior para a mistura de lodo e resíduo estocado (9,2 mg P-PO₄³⁻/L.d) em comparação com lodo puro e mistura de lodo e resíduo recém-preparado (5,9 e 5,5 mg P- PO₄³⁻/L.d, respectivamente).

A redução da concentração de SVT (Figura 3D) indica que não houve inibição acentuada da degradação, apesar da queda de pH nos primeiros 14 dias, obtendo-se ao final do experimento (63 dias) uma maior estabilização na mistura de lodo e resíduo estocado (58,2% de redução) em comparação com o lodo puro (46,7%) e a mistura de lodo e resíduo recém-preparado (41,3%), coerente com o aumento das concentrações de N amoniacal e fosfato.

Luna et al. (2008) estudaram a codigestão de lodo de esgoto sanitário e resíduo preparado a partir da fração orgânica putrescível de RSU em um reator compartimentado e observaram uma remoção média de SVT de 91,2%. Os autores atribuem tal fato à configuração do reator, que possibilitou um contato efetivo entre a massa microbiana e a massa de resíduo. Leite et al. (2009) realizaram a codigestão de lodo de esgoto sanitário com a

fração orgânica putrescível dos RSU e encontraram valores de remoção de SVT superiores a 80% no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos com alta e baixa concentração de sólidos. Boullagui et al. (2003) obteve eficiência de remoção de SVT de 74,4% produzindo biogás com 65% de metano ao estudar o tratamento de resíduos sólidos vegetais e lodo de esgoto em reator tubular com concentração de sólidos totais de 6% (em massa). Porém, autores como Stroot et al. (2001), Boullagui et al. (2004) e Leite et al. (2001), ao estudarem a codigestão da FORSU e lodo de esgoto sanitário, obtiveram eficiências de remoção de SVT em torno de 50%, como observado no presente trabalho, e consideraram estes valores satisfatórios.

A variação das frações dissolvida e suspensa dos sólidos voláteis ao longo do processo de digestão, nas três condições estudadas, é apresentada na Figura 4.

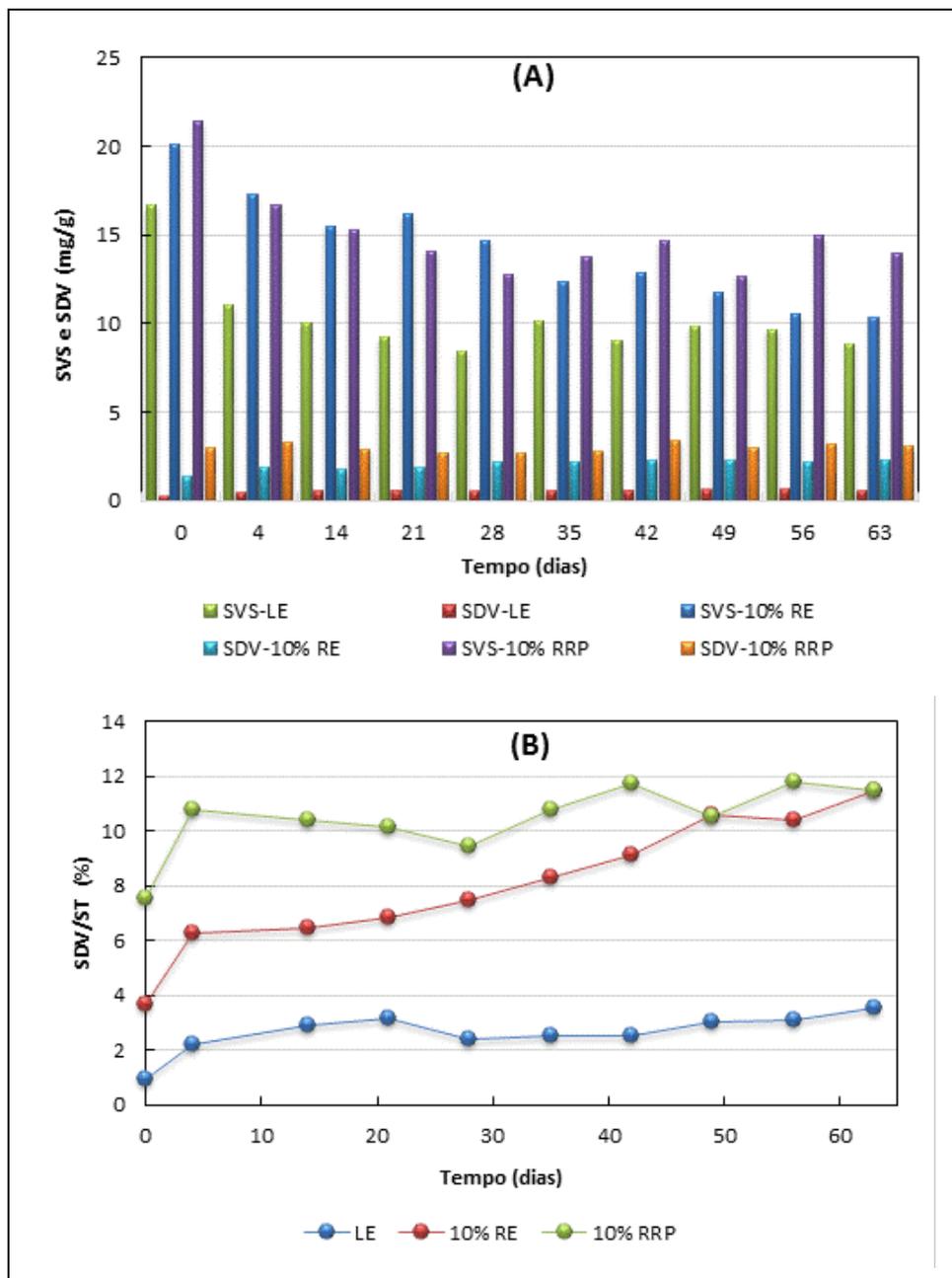


Figura 4. Concentrações de SVS e SDV (A) e percentagem de SDV em ST (B) durante a digestão anaeróbia de lodo de esgoto (LE), mistura de lodo e 10% resíduo alimentar recém-preparado (10% RRP) e mistura de lodo e 10% resíduo alimentar estocado (10% RE).

A redução da concentração de SVS segue o mesmo perfil de redução da concentração de SVT, confirmando que as remoções mostradas na Figura 3D são devido à degradação dos sólidos voláteis presentes nas amostras. A concentração de sólidos dissolvidos voláteis (SDV) é bem menor que a de SVS e varia muito pouco ao longo do tempo nas três condições (Figura 4A). Ao se analisar o percentual de SDV nos sólidos totais de cada amostra (Figura 4B), verifica-se que o percentual inicial de SDV nas amostras com resíduo alimentar é maior que com lodo puro, devido à elevada concentração de matéria orgânica no resíduo de restaurante e ao processamento do mesmo. Uma comparação das concentrações iniciais das misturas com resíduo alimentar estocado e recém-preparado revela que esta é menor no resíduo alimentar estocado, provavelmente devido à atividade de microrganismos psicofílicos presentes no resíduo durante o armazenamento (KOMEMOTO et al., 2009). Esta atividade facilita a hidrólise dos sólidos orgânicos, pois a fração de SDV em relação aos ST aumenta linearmente com o tempo de degradação na mistura de lodo e resíduo estocado, enquanto na mistura de lodo e resíduo recém-preparado e no lodo puro, após um aumento inicial maior, a solubilização se mantém quase constante.

O % SDV mostrado na Figura 4B confirma a maior participação da fração solúvel na produção de metano que, conforme apresentado na Tabela 2, ocorreu em todas as misturas, mas com valores finais muito maiores na mistura 10% resíduo estocado (246,6 mL), enquanto a mistura 10% resíduo recém-preparado e o lodo de esgoto geraram volumes de 146,9 mL e 60,8 mL, respectivamente, no mesmo período.

Tabela 2: Resultados obtidos para os diferentes parâmetros analisados ao final^b da codigestão.

Condição	Parâmetros ^a				
	Remoção de SVT ^b (%)	Volume de biogás ^b (mL) ^c	% Metano	PEM ^c (mL CH ₄ /g SVT aplicados)	PEM ^c (mL CH ₄ /g SVT removidos)
100% lodo	46,7±3,5	80,5±14,9	75,5±1,7	87,7±8,7	215,2±24,5
90% lodo e 10% RA antigo	58,2±1,7	295,7±40,8	83,4±4,4	245,7±27,6	492,5±42,8
90% lodo e 10% RA novo	41,4±0,8	194,3±47,2	75,6±2,7	152,7±29,5	477,8±10,8

^a média ± desvio-padrão de triplicatas. ^b 63 dias. ^c medido a 30°C/1 atm.

A Figura 5 ilustra a produção cumulativa de metano juntamente com as curvas de ajuste ao modelo de Gompertz modificado¹ nas três condições avaliadas. A adição de resíduo alimentar ao lodo aumenta consideravelmente o volume de metano. Enquanto no ensaio com lodo puro atinge-se um volume de metano de 61 mL após 63 dias de digestão a 30°C, nos ensaios com resíduo alimentar o volume final de metano, ainda sem atingir a estabilização, varia entre 148 e 248 mL, confirmando os benefícios da adição do resíduo orgânico ao lodo no processo de digestão anaeróbia.

O acompanhamento dos percentuais de metano no biogás ao longo do tempo, revelou que nas amostras do Controle (100% lodo) o percentual de metano chegou a 46,2% aos 14 dias de experimento, enquanto nas amostras com resíduo, os valores ficaram entre 6,3% e 15,3%. Tal fato pode ser explicado pelo declínio nos valores de pH até o 14º dia, como observado na Figura 3A. Enquanto na condição de 100% lodo o pH era de 6,2, na de resíduo antigo 5,5 e na de resíduo novo 5,3. Valores mais baixos de pH não favorecem a atividade de arqueias metanogênicas, resultando em baixa concentração de metano no biogás. Com o passar dos dias, observou-se um aumento nos percentuais de metano em todos os ensaios e ao final do experimento (63 dias) a condição Controle apresentava 75,5% de metano em pH 7,6, a mistura nova atingiu 75,6% em pH 6,0 e a mistura com resíduo antigo chegou a 83,4% de metano em pH 7,8, conforme apresentado na Tabela 2.

¹ Equação de Gompertz modificada: $M = P \cdot \exp(-\exp((R_m \cdot e) / P \cdot (\lambda - t) + 1))$, onde M = produção cumulativa de metano (mL) no tempo de incubação t (d), λ = tempo de fase lag (d), P = potencial de produção de metano (mL), R_m = taxa de produção de metano (mL/d), e = 2,718.

A produção específica de metano (PEM), favorecida pelo incremento de 10% de resíduo alimentar na mistura, foi consideravelmente maior na mistura com resíduo estocado ($245,7 \text{ mL CH}_4/\text{g SVT}_{\text{aplicados}}$), na qual o pH permaneceu em valores adequados à digestão anaeróbia por um período maior. Verifica-se um aumento da PEM, após armazenamento do resíduo alimentar de 1,6 e 2,8 vezes em relação ao resíduo recém preparado e ao lodo puro, respectivamente.

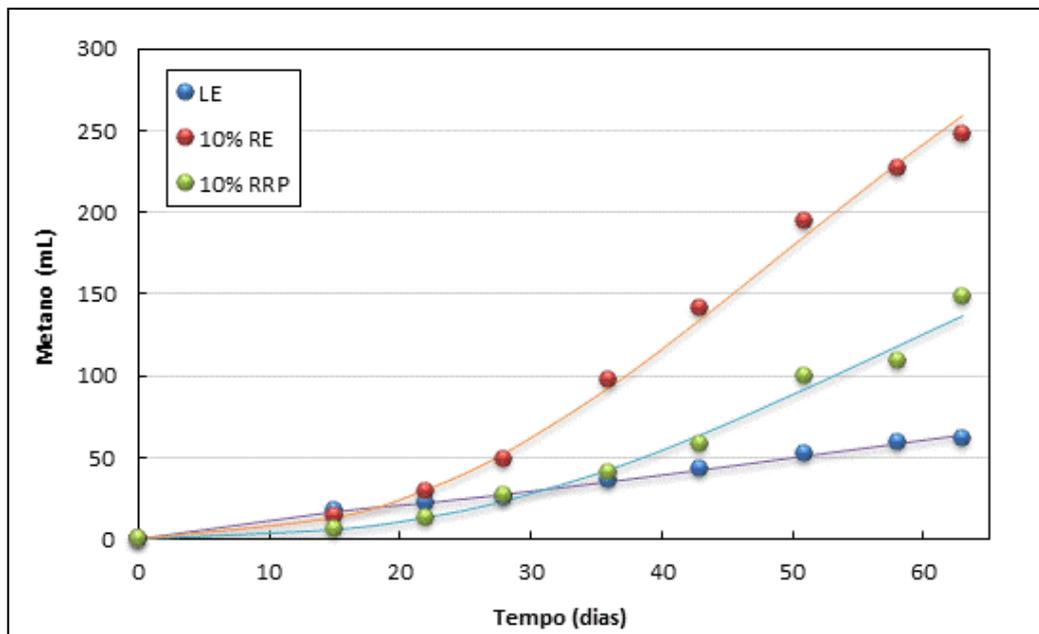


Figura 5: Produção cumulativa de metano e resultados de regressão da equação de Gompertz modificada na digestão anaeróbia de lodo de esgoto (LE), mistura de lodo e 10% resíduo alimentar recém-preparado (10% RRP) e mistura de lodo e 10% resíduo alimentar estocado (10% RE).

CONCLUSÕES

O resíduo produzido no restaurante universitário se mostrou uma boa fonte de carbono e nutrientes na codigestão anaeróbia com lodo de esgoto, não havendo necessidade de suplementação. Na mistura de lodo e 10% resíduo alimentar, o ajuste de pH inicial para 7,4 permitiu atingir uma PEM ($\text{mL CH}_4/\text{g SVT}_{\text{aplicados}}$) duas vezes maior que com lodo puro. O armazenamento do resíduo antes de seu emprego na mistura com o lodo favoreceu a atividade metanogênica, verificando-se aumento de 50% na PEM em comparação ao resíduo recém preparado. Tal resultado, ainda não relatado na literatura, indica que a codigestão de lodo e resíduo alimentar pode ser mais eficiente após submeter o resíduo a um período de estocagem ou de fermentação natural. Tal período de armazenamento deve aumentar a população de micro-organismos do próprio resíduo e as taxas de degradação após mistura com o lodo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10007 – Amostragem de resíduos sólidos. ABNT, Rio de Janeiro, 2004.
2. ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. 2015.
3. ANDREOLI, C.V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F. Biological Wastewater Treatment Series. Vol 6, Sludge Treatment and Disposal, IWA Publishing, London, 2007.
4. APHA (American Public Health Association). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18 ed., New York, 2012.

5. BOLZONELLA, D., PAVAN, P., BATTISTONI, P., CECCHI, F. Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 3, p. 1453-1460, 2005.
6. BOLZONELLA, D., BATTISTONI, P., SUSINI, C., CECCHI, F. Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). *Water Science Technology*, v. 53, n. 8, p. 203–211, 2006.
7. BOUALLAGUI, H., BEN CHEIKH, R., MAROUANI, L., HAMDY, M. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. *Bioresource Technology*, v. 86, n. 1, p. 85- 89, 2003.
8. BOUALLAGUI, H., HAOUARI, O., TOUHAMI, Y., BEN CHEIKH, R., MAROUANI, L., HAMDY, M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*, v. 39, p. 2143–2148, 2004.
9. BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: Governo Federal, 2010.
10. DE LA RUBIA, M. A., RIAU, V., RAPOSO, F., BORJA, R. Thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge: focus on the influence of the start-up. A review. *Critical Reviews in Biotechnology*, v. 33, n. 4, p. 448-460, 2013.
11. DUBOIS, M., GILLES, K. A., HAMILTON, J. K., REBERS, P. A., SMITH, F. Colorimetric method of determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, v. 28, n. 3, p. 350-355, 1956.
12. ERIKSSON, O., BISAILLON, M., HARALDSSON, M., SUNDBERG, J. Enhancement of biogas production from food waste and sewage sludge - Environmental and economic life cycle performance. *Journal of Environmental Management*, v. 175, p. 33-39, 2016.
13. KOMEMOTO, K., LIM, Y. G., NAGAO, N., ONOUE, Y., NIWA, C., TODA, T. Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. *Waste Management*, v. 29, n. 12, p. 2950–2955, 2009.
14. LEITE, V.D.; LOPES, W. S.; PRASAD, S. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.5, n.1, p.119-123, 2001.
15. LEITE, V.D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta a baixa concentração de sólidos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.13, n.12, p. 190-196, 2009.
16. LOWRY, O.H., ROSEBROUGH, N. J., FARR, A. L., RANDALL, R. J. Protein measurement with the folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.*, v. 193, p. 265-275, 1951.
17. LUNA, M. L. D., LEITE, V. D., LOPES, W. S., SILVA, S. A., SILVA, J. V. N. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos para pequenas comunidades. *Agropecuária Técnica*, v.29, n.1-2, 2008.
18. MATA-ALVAREZ, J., DOSTA, J., ROMERO-GUISA, M. S., FONOLL, X., PECES, M., ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 36, p. 412-427, 2014.
19. METCALF, A.; EDDY, M. S. *Wastewater Engineering: treatment and reuse*. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 1819p. 2003.
20. PADMAVATHI, S., LATHA, K., NILAVUNESAN, D., BASKARALINGAM, P., SIVANESAN, S. Biogas production from food waste codigested with sewage treatment plant sludge using biochemical methane potential method. *International Journal of Environment and Sustainable Development*, v. 15, n. 3, p. 300-312, 2016.
21. STROOT, P. P., MCMAHON, K. D., MACHIE, R. I., RASKIN, L. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolid under various mixing conditions: I: Digester performance. *Water Research*. v. 35, n. 1, p. 1804-1816. 2001.